第46卷 第6期
2023年6月

干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

Vol. 46 No. 6
Jun. 2023

近20 a内蒙古高原城乡开发建设对生态系统生产力的影响

萨日盖[1,2]， 包玉海[1,2]， 窦银银[3]， 董禹麟[3]， 潘 涛[3,4]， 匡文慧[3]

（1. 内蒙古师范大学地理科学学院，内蒙古 呼和浩特 010022；2. 内蒙古师范大学内蒙古自治区遥感与地理信息系统重点实验室，内蒙古 呼和浩特 010022；3. 中国科学院地理科学与资源研究所陆地表层格局与模拟重点实验室，北京 100101；4. 曲阜师范大学，山东 日照 276826）

摘 要：内蒙古高原人类城乡开发建设活动监测及其对区域生态系统生产力影响的科学评估对于建设国家北方生态屏障具有重要的科学实践意义。基于遥感影像、土地利用数据、气象观测资料和其他辅助信息，综合应用动态度分析和邻域替代等方法，评估了2000—2020年内蒙古高原城乡开发建设的空间范围、扩张速度以及对生态系统生产力影响。结果表明：(1) 2020年内蒙古高原城乡开发建设用地面积为18206.49 km^2，占土地总面积的1.46%。(2) 2000—2020年城乡建设扩张面积为7462.99 km^2，59.76%源于工矿用地的扩张。城乡建设用地扩张主要占用自然和农田生态系统，其中城市用地和农村居民点以占用农田为主，工矿用地以占用草地和荒漠为主。(3) 2000—2020年内蒙古高原由于人类城乡开发建设活动导致的植被净初级生产力（Net primary productivity，NPP）损失达到143.51×10^4 tC，采矿开发导致的损失最多，占比由2000—2010年的60.72%增加到2010—2020年的73.91%。2010年以来，城乡开发建设占用农田导致的NPP损失有所缓解，然而草地NPP损失在加剧。(4) 毛乌素沙地、呼伦贝尔沙地、浑善达克沙地和科尔沁沙地的生态系统NPP损失主要由采矿开发导致。城镇人口、GDP增加以及相关政策引起城乡建设不断扩张，对生态系统NPP产生一定程度的影响。研究结果对内蒙古高原高质量城乡开发建设和生态文明建设具有重要参考价值。

关 键 词：城乡开发建设；生态系统；NPP损失；内蒙古高原

文章编号：1000－6060(2023)06－0922－12(0922～0933)

陆地生态系统生产力是评估区域植被固碳功能和生态系统服务的重要指标[1-2]。随着联合国千年生态系统评估计划的广泛开展，生态评估已成为全球生态环境研究领域的前沿课题[3-4]。净初级生产力是指单位时间单位面积上绿色植物所积累的生物量，其变化深刻地影响着全球碳循环和生物赖以生存的环境质量[2,5]。土地利用/覆盖变化影响着区域生态系统质量及其稳定性[6-8]，其中城乡开发建设扩张是生态系统生产力下降的重要原因[9-13]，延缓了区域“双碳”目标的实现。因此，监测城乡开发建设的扩张及其对生态系统生产力的影响，对于实现国家战略目标和区域可持续发展具有重要的科学意义。

内蒙古高原地处典型的温带干旱/半干旱气候区，从西南到东北分布着荒漠、草地和森林生态系统[14]，是中国北方重要生态屏障，也是生态系统较为脆弱的地理分区[15]。同时，中国四大沙地（呼伦贝尔沙地、科尔沁沙地、浑善达克沙地和毛乌素沙地）是我国荒漠化的热点地区[16]。受气候变化和开垦、过度放牧、能源开采等人类活动的影响，内蒙古

收稿日期：2022-09-06； **修订日期：**2022-10-31
基金项目：中国科学院战略性先导科技专项（XDA23100201）资助
作者简介：萨日盖（1994-），女，博士研究生，主要从事城市生态环境研究. E-mail: sargai0824@163.com
通讯作者：包玉海（1965-），男，教授，主要从事土地利用/覆盖变化、自然灾害遥感监测与风险评估究. E-mail: baoyuhai@imnu.edu.cn

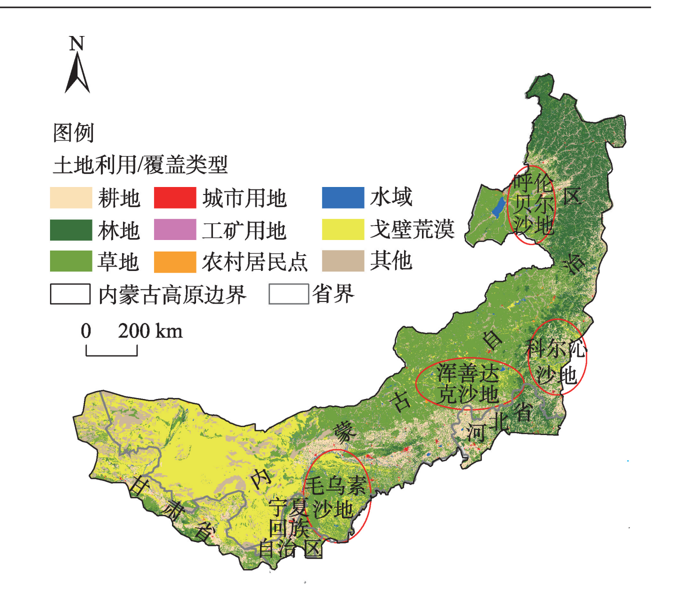
高原出现了土地退化、沙漠化、植被干扰和生态系统服务功能下降等生态环境问题[14]。及时监测内蒙古高原城乡开发建设现状、速度和规模及其对生态系统生产力的影响，能够为提高区域资源管理能力和实现可持续发展提供科学依据。

内蒙古高原城乡开发建设对区域生态系统生产力产生了明显且多样影响。已有研究表明，鄂尔多斯露天煤矿的快速增加导致该地区的草地、森林和沙地等自然生态系统丧失，并对植被生产力造成严重负面影响[17-18]；内蒙古高原典型矿区周围500 m范围内植被受到的破坏性极强[19]；然而，也有研究指出，2000—2015年呼和浩特-包头-鄂尔多斯（呼包鄂）地区城市扩张提高了城市绿化水平，区域净初级生产力有所增加[20]。这些研究大多为典型区域，研究尺度较小，缺少一致的研究结论，对整个内蒙古高原的资源管理的指导意义有限。因此，本研究面向整个内蒙古高原，基于卫星影像、土地利用数据、气象观测资料和其他辅助信息，通过分析2000—2020年城乡开发建设规模、速度及其对生态系统的占用和净初级生产力的变化，揭示21世纪以来城乡开发建设活动对生态系统生产力的影响，为内蒙古高原合理优化城乡开发建设进程以及实现减排目标、生态文明建设和生态系统保护协调发展提供重要科学支撑。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

内蒙古高原(36°16′~52°99′N,92°68′~125°83′E)是中国的第二大高原，地跨我国东北、西北和华北地区，是中国重要的北方生态安全屏障。研究区包括内蒙古自治区、甘肃省、宁夏回族自治区和河北省4省区，24个地级市和133个县域，总面积约为124.70×10^4 km^2，平均海拔约1145.92 m，地貌以平原为主。研究区属于温带大陆性季风气候，降水量由西向东逐渐增加[21]。研究区主体生态系统为草地和荒漠（图1），分别占土地面积的40.34%和30.24%[22]。依据生态系统结构、气候区、地貌区划等分为东部地区（森林生态系统为主）、中部地区（草地和农田生态系统为主）和西部地区（荒漠生态系统为主）[14]。此外，内蒙古高原承载呼伦贝尔沙地、科尔沁沙地、浑善达克沙地和毛乌素沙地四大沙地，面积分别为42065.32 km^2、9022.04 km^2、39979.18 km^{2}和33130.64 km^2，生态系统组成和分布在内蒙古高原具有代表性，是分析和认识内蒙古高原生态系统功能和质量变化的重点区域[16]。



注：该图基于国家测绘地理信息局标准地图服务网站下载的审图号为GS(2020)4619号的标准地图制作，底图边界无修改。下同。

图1 2020年内蒙古高原土地利用/覆盖空间分布格局

Fig. 1 Spatial distribution of land use/cover in Inner Mongolia Plateau in 2020

1.2 数据来源及预处理

本研究使用了土地利用/覆盖、增强型植被指数(Enhanced vegetation index, EVI)、气象、NPP和其他辅助数据（表1）。土地利用/覆盖变化数据来自中国科学院地理科学与资源研究所中国土地利用/覆盖变化数据集(China's Land Use/Cover Dataset, CLUD)[22-23]。CLUD由20世纪80年代末到2020年每5 a生产的连续性数据库，空间分辨率为30 m，主要由每个时段的Landsat TM/ETM+/OLI和HJ-1A/1B影像通过人机交互目视解译方法获取，包含6个一级土地利用/覆盖类型和25个子类型，其中二级类精度超过85%[22-23]。依据中国陆地生态系统类型定义和内蒙古高原生态系统分布状态，分为农田、草地、森林、荒漠和其他5个生态系统类型。

遥感数据为Terra卫星的MOD13Q1产品，时间和空间分辨率分别为16 d和250 m。从下载的2000—2020年数据产品中提取EVI后，对覆盖内蒙古高原范围内的数据进行镶嵌、投影转换和裁剪等预处理，最终获得研究区逐年16 d EVI数据。

NPP数据来自中国科学院地理科学与资源研究

表1 数据源

Tab. 1 Data sources

数据类型	子类型	空间分辨率	年份	来源
土地利用/覆盖数据	–	30 m	2000、2010、2020	http://www.igsnrr.ac.cn/
EVI数据	–	250 m	2000—2020	https://ladsweb.nascom.nasa.gov/search
NPP数据	–	500 m	2000—2021	http://www.igsnrr.ac.cn/
气象数据	降水量和气温	1 km	2000—2020	http://data.tpdc.ac.cn
辅助数据	人口	1 km	2000、2010、2020	https://hub.worldpop.org/
	GDP	1 km	2000、2010、2020	https://www.resdc.cn/
	DEM	30 m	2020	http://www.gscloud.cn/
	草地植被类型	–	1980	https://www.resdc.cn/Default.aspx
	沙地边界	–	2020	https://item.jd.com/10052112547420.html
	行政区划	1:1000000	2020	http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/

注：EVI为增强型植被指数；NPP为净初级生产力；GDP为国内生产总值；DEM为数字高程模型。

所[24]。该数据集是基于中分辨率成像光谱仪卫星遥感数据和气象观测数据，通过植被光合模型模拟得到。该数据集的空间分辨率为500 m，本文选取2000—2021年NPP数据。

气象数据产品来源于国家青藏高原科学数据中心的1 km分辨率中国逐月降水量和气温数据集[25]，通过MATLAB读取nc格式的2000—2020年逐月气象数据。通过重采样，气象数据空间分辨率与EVI保持一致。考虑到研究区植被生长季主要集中在5—10月，因此选每年5—10月EVI和降水量数据进行植被干扰指数计算。

其他辅助数据包括城镇人口、国内生产总值(Gross domestic product，GDP)、草地植被类型、四大沙地边界和行政区划等数据。城镇人口和GDP来自世界人口格网数据和中国GDP空间化数据。草地植被类型和四大沙地边界为矢量数据类型，分别来自资源环境科学与数据中心和中国北方沙漠与荒漠化图集。内蒙古高原1:1000000行政区划基础数据来自国家测绘中心。

1.3 城乡开发建设提取及其对生态系统影响评估

1.3.1 城乡开发建设用地提取 本文定义的城乡开发建设用地包括城市用地、工矿用地和农村居民点，在2000、2010年和2020年的CLUD数据中提取。城市用地指大、中、小城市及县镇以上建成区用地；工矿用地主要指厂矿、大型工业区、油田、盐场、采石场等用地以及交通道路、机场及特殊用地；独立于城市用地以外的为农村居民点[22-23]。采用叠加分析方法提取2000—2010年、2010—2020年和2000—2020年城乡开发建设扩张区。采用土地利用动态度法分析城乡开发建设扩张速度以及土地利用转移矩阵计算城乡开发建设扩张过程中占用的生态系统面积及变化方向。

1.3.2 城乡开发建设对生态系统的影响评估 评估城乡开发建设对生态系统的影响时采用EVI和降水量计算植被干扰指数(Vegetation disturbance index，VDI)[26-27]。因降水是干旱半干旱地区植被生长的主要决定因素，如没有干扰事件，当年单位降水量的植被产量(如 EVI_{max}/PRE_{cum})应接近多年平均值(如 $\overline{EVI_{max}}/\overline{PRE_{cum}}$)。VDI值应等于1或者在自然可变性范围内，如果受到城乡开发建设、火灾等外界活动的负面影响时，VDI值则远小于1。当生态系统受人类城乡开发建设活动侵占时，将降低周围地区的植被生产力，EVI_{max} 将远小于多年平均值，因此VDI值小于自然可变性范围。VDI<0.8视为城乡开发建设通过占用和降低周围区域的植被生产量来降低当年的 $\overline{EVI_{max}}$[26]，计算公式如下：

$$VDI = \frac{EVI_{max}/PRE_{cum}}{\overline{EVI_{max}}/\overline{PRE_{cum}}} \tag{1}$$

式中：VDI为植被干扰指数；EVI_{max} 为2020年生长季(5—10月)EVI最大值；PRE_{cum} 为2020年生长季累积降水量；$\overline{EVI_{max}}$ 和 $\overline{PRE_{cum}}$ 分别为2000—2019年 EVI_{max} 和 PRE_{cum} 的多年平均值。

选取城乡开发建设对周围区域的影响时，在城市用地周边建立5 km的缓冲区、农村居民点周围建立1 km的缓冲区，工矿用地依据面积大小分为小型和大型工业用地，分别建立了1 km(面积小于1 km^2

的工矿用地)和5 km(面积大于等于1 km^2的工矿用地)的缓冲区[28]。该缓冲区建立法用于植被干扰指数的计算和城乡开发建设对生态系统生产力的影响估算。

1.3.3　城乡开发建设对生态系统生产力的影响估算　评价城乡开发建设扩张对生态系统生产力的影响时采用邻域替代法[29]。假设在城乡开发建设外围1 km和5 km内气候和植被生长条件基本相同，被城乡开发建设扩张占用像元的潜在NPP与周边1 km和5 km范围内同种生态系统的平均NPP相近似。因此，对t年到t+10年之间新扩张出现的城乡开发建设，将其被占用前生态系统类型与t+10年城乡开发建设外围1 km和5 km内相同生态系统的平均NPP作为被城乡开发建设占用的生态系统潜在NPP(NPP_{pot})。通过将被城乡开发建设占用的潜在NPP(NPP_{pot})与t+10年所观测到的实际NPP($NPP_{u\&r}$)相减($NPP_{pot}-NPP_{u\&r}$)，得到因城乡开发建设扩张导致的生态系统NPP损失(NPP_{loss})。对t年和t+10年的NPP，以前后2 a的均值进行代替，如计算2010—2020年NPP损失时，2010年的NPP由2009—2011年的NPP均值进行代替，2020年的NPP由2019—2021年的NPP代替。

2　结果与分析

2.1　城乡开发建设的空间范围和分布

近20 a，内蒙古高原城乡开发建设强度显著提升，城市用地、工矿用地和农村居民点的扩张面积和速度差异显著(图2、图3)。2020年内蒙古高原城乡开发建设面积达到18206.49 km^2，由2000年占内蒙古高原总面积的0.89%上升到2020年的1.46%。20 a间内蒙古高原城乡建设扩张面积达到7462.99 km^2，占2000年城乡开发建设总面积的67.44%。城市用地在2000—2010年和2010—2020年2个时期分别扩张854.88 km^2和872.71 km^2，2020年城市用地占比上升4.72%，呈稳定增长态势。工矿用地扩张面积最大及速度最快，特别是2010—2020年扩张显著。20 a间工矿用地以222.94 $km^2\cdot a^{-1}$的速度扩张4458.90 km^2，占内蒙古高原总扩张面积的59.76%，其中2010—2020年扩张面积占36.02%，2020年工矿用地占比上升22.14%，工矿用地呈快速增长态势。2000—2020年农村居民点扩张面积最小，为1274.57 km^2，占比下降26.86%，呈缓慢增长态势。

2000—2020年内蒙古高原城乡开发建设空间分布存在显著差异，中部地区是城乡开发建设的集中分布区，城市用地扩张在中部地区分布广，工矿用地扩张在中部和西部地区分布广泛(图2、图3)。2000—2020年中部地区城乡开发建设面积占内蒙古高原总城乡开发建设面积的50%左右，2000年最多为53.02%，2020年略下降4.34%。中部地区城市用地和工矿用地面积分别占内蒙古高原总扩张面积的11.92%和24.87%，主要以内蒙古自治区呼和浩特市、包头市和河北省张家口市城市扩张以及内蒙古自治区包头市、锡林郭勒盟工矿用地开发建设为主。2020年西部地区工矿用地面积占内蒙古高原总扩张面积的26.39%，主要以内蒙古自治区鄂尔多斯市、乌海市、宁夏回族自治区银川市、吴忠市和石嘴山市工矿用地扩张为主。

2.2　城乡开发建设对不同生态系统的占用及干扰

分析城乡开发建设对农田、草地、荒漠、森林和其他5类生态系统的占用干扰情况，其中草地生态系统进一步划分为草甸草原、典型草原和荒漠草原3类。2000—2020年城乡开发建设占用的生态系统类型中农田比例最大，达到45.02%(3360.06 km^2)，其中22.46%和12.50%被农村居民点和城市用地占用。草地生态系统被城乡建设占用面积为2251.64 km^2，其中典型草原面积占15.70%。工矿用地占用草地生态系统的面积占比约21.74%，典型草原占比11.33%。城乡开发建设占用荒漠生态系统的面积为982.21 km^2，其中工矿用地占用面积占比88.49%(图4a、表2)。

内蒙古高原城乡开发建设对生态系统的影响不仅限于占用生态系统斑块，而且进一步扩展至向外更广的范围。2020年内蒙古城乡开发建设对生态系统干扰总面积达11474.07 km^2，农田和草地生态系统受到的干扰多，分别占受干扰总面积的39.85%和31.82%，其次为荒漠生态系统，占比为12.55%(图4b)。城市用地和农村居民点干扰农田生态系统，主要是对农田生态系统的直接占用，对其他生态系统类型的干扰均小于5%(表2)。自然生态系统类型受城乡开发建设干扰的总面积达到5806.37 km^2，其中典型草原受干扰面积最大，其次是荒漠、荒漠草原、森林和草甸草原。工矿用地对

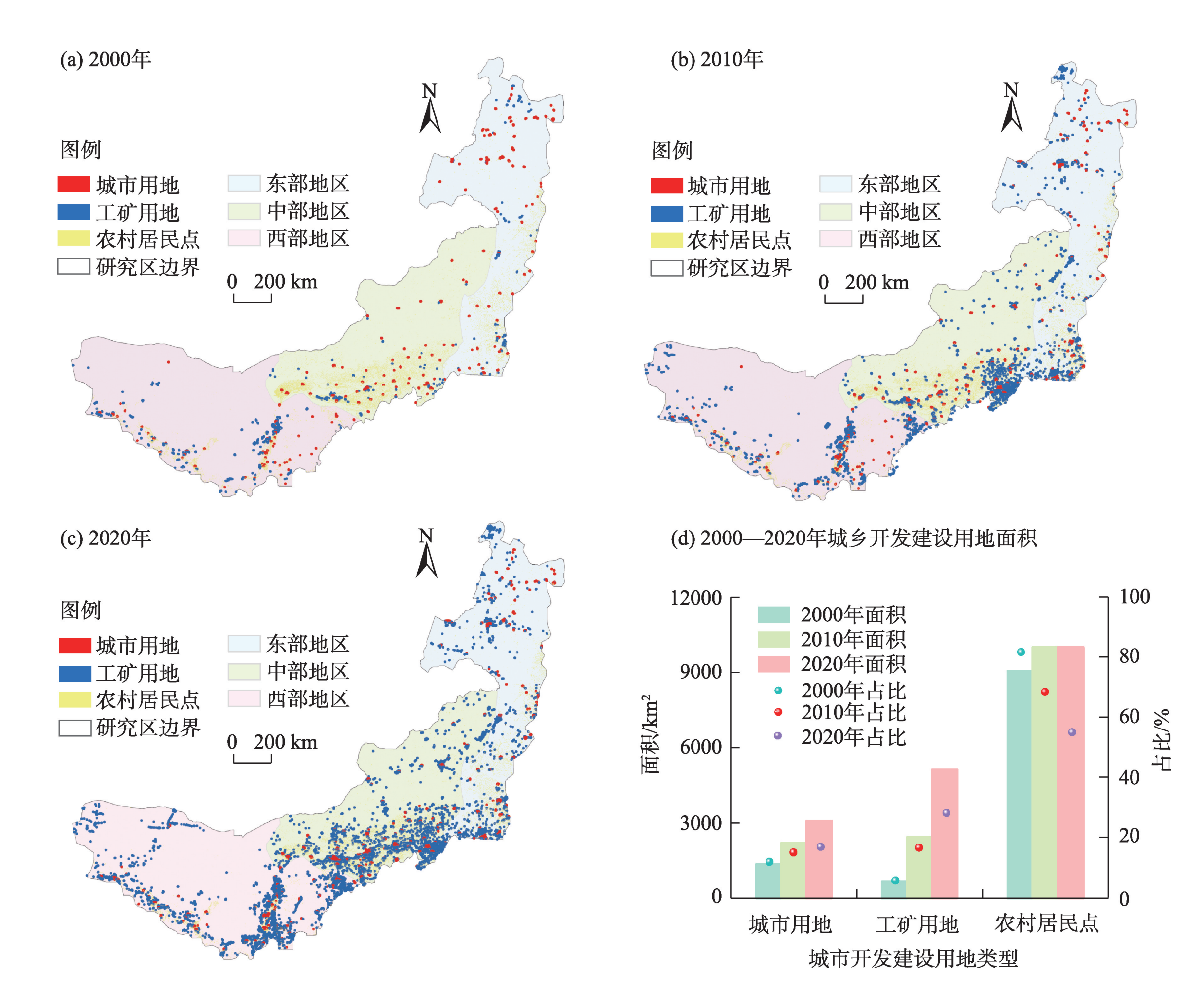


图2 2000—2020年内蒙古高原城乡开发建设的空间分布格局

Fig. 2 Spatial distributions of urban and rural construction in Inner Mongolia Plateau from 2000 to 2020

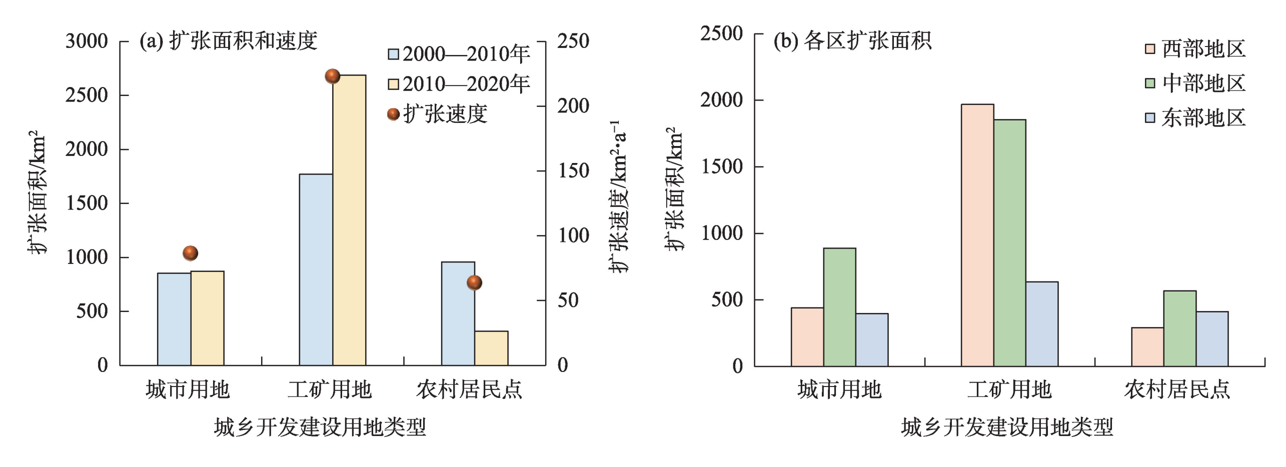


图3 2000—2020年内蒙古高原城乡开发建设扩张面积和速度

Fig. 3 Area and speed of urban and rural construction expansion in Inner Mongolia Plateau from 2000 to 2020

自然生态系统植被干扰面积最大，干扰面积达到3962.97 km²，其中典型草原、荒漠和荒漠草原分别占11.22%、9.60%和7.25%。

2.3 城乡开发建设对生态系统生产力的影响

内蒙古高原人类城乡开发建设强度不断提升导致植被生产力锐减。2000年以来，内蒙古高原因城乡开发建设导致的NPP损失显著，总量达到143.51×10⁴ tC，2010—2020年损失是2000—2010年的1.13倍(图5)。工矿用地扩张是NPP损失的主要原因，此类损失占20 a来内蒙古高原总NPP损失的

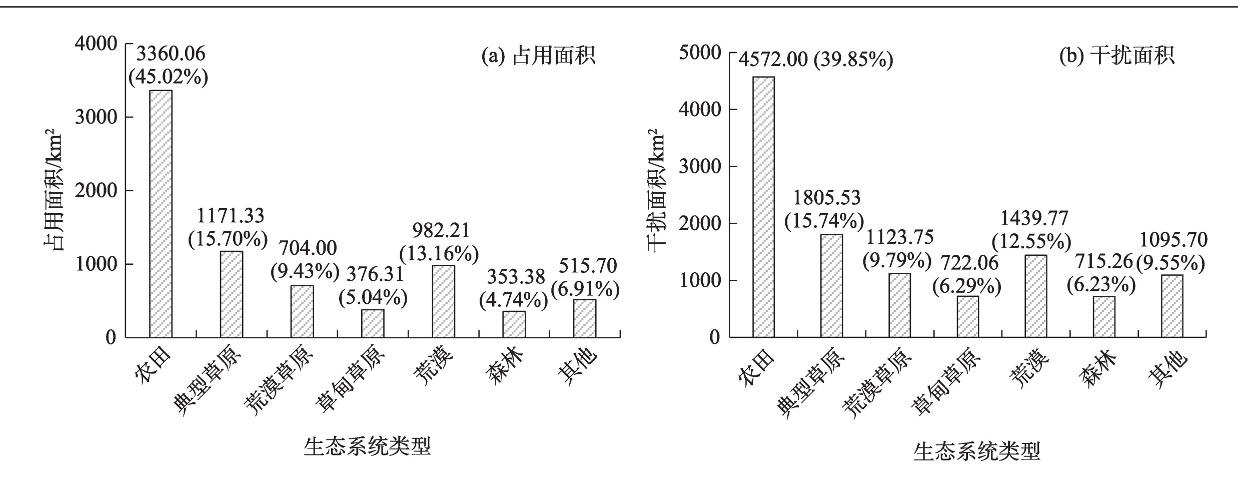


图4　2000—2020年内蒙古高原城乡开发建设对不同生态系统的影响

Fig. 4　Impacts of urban and rural construction on different ecosystems in Inner Mongolia Plateau from 2000 to 2020

表2　2000—2020年内蒙古高原城乡开发建设用地类型扩张对生态系统的影响

Tab. 2　Impacts of different types of urban and rural construction land expansion on ecosystems in Inner Mongolia Plateau from 2000 to 2020

/km²

城乡开发建设用地类型	影响类型	农田	典型草原	荒漠草原	草甸草原	荒漠	森林	其他
城市用地	占用	932.82	102.76	23.76	44.40	14.13	22.82	48.96
		(12.50%)	(1.38%)	(0.32%)	(0.60%)	(0.19%)	(0.30%)	(0.65%)
	干扰	1173.88	141.39	57.45	114.65	71.63	92.70	126.27
		(10.23%)	(1.23%)	(0.50%)	(1.00%)	(0.62%)	(0.81%)	(1.10%)
工矿用地	占用	751.60	845.54	582.88	193.87	869.19	206.43	329.73
		(10.07%)	(11.33%)	(7.81%)	(2.60%)	(11.65%)	(2.77%)	(4.42%)
	干扰	1121.73	1286.86	832.25	355.37	1101.37	387.12	621.23
		(9.78%)	(11.22%)	(7.25%)	(3.10%)	(9.60%)	(3.37%)	(5.41%)
农村居民点	占用	1675.64	223.03	97.36	138.04	98.89	124.13	137.01
		(22.46%)	(2.99%)	((1.28%)	(1.85%)	(1.33%)	(1.66%)	(1.84%)
	干扰	2276.39	377.28	234.05	252.04	266.77	235.44	348.20
		(19.84%)	(3.29%)	(2.04%)	(2.20%)	(2.33%)	(2.05%)	(3.03%)

注:括号中数值为面积所占比例。

67.71%，并且由2000—2010年的60.72%增加到2010—2020年的73.91%。相比之下，城市用地和农村居民点造成的NPP损失具有减少趋势。

不同生态系统类型中，因城乡建设扩张导致的NPP损失差异显著，草地和农田损失较多，但2010—2020年农田被占用的NPP损失有所缓解，而草地NPP损失在加剧(图6)。相比2000—2010年，2010—2020年内蒙古高原农田NPP损失减少最多，由2000—2010年的18.05×10^4 tC减少到5.38×10^4 tC，其次为森林和其他生态系统，分别减少了0.96%和1.53%。然而，同时期草地和荒漠的NPP损失在增加，分别增加了16.23×10^4 tC和5.96×10^4 tC。

2000—2020年工矿用地扩张是自然生态系统NPP损失的主要原因，此类占比由2000—2010年的43.57%增加到2010—2020年的66.01%，其中在典型草原的损失显著(图6)。相比2000—2010年，2010—2020年工矿用地扩张导致的典型草原NPP损失增加了2.40倍。2010—2020年工矿用地占用草甸草原、荒漠草原、森林和荒漠生态系统NPP损失均增加，相比之下，工矿用地占用农田生态系统NPP损失减少了4.61×10^4 tC。

2.4　内蒙古高原四大沙地城乡开发建设状况及生态系统的影响

2000年以来，内蒙古高原四大沙地城乡开发建设主要以工矿用地扩张为主，对区域植被生产力产生影响。然而，城市绿化导致城市周边生态系统NPP略有增加。2000—2020年四大沙地城乡建设扩张面积为389.51 km²，占内蒙古高原城乡建设扩

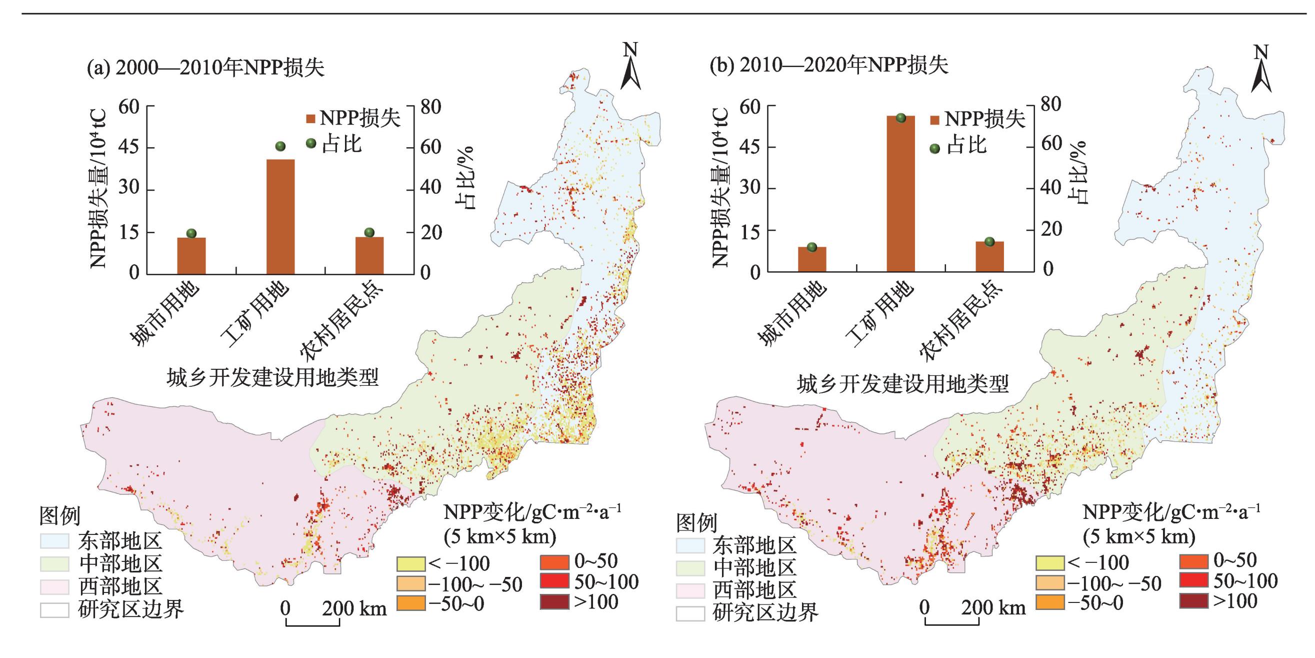


图5 2000—2020年内蒙古高原城乡开发建设导致的NPP损失量

Fig. 5 NPP loss of urban and rural construction in Inner Mongolia Plateau from 2000 to 2020

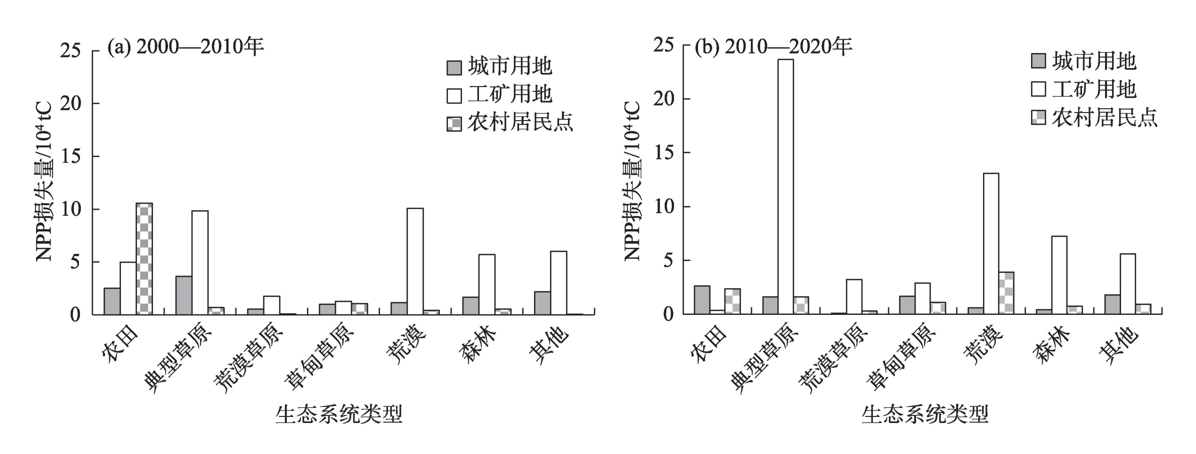


图6 2000—2020年内蒙古高原不同生态系统NPP损失量

Fig. 6 NPP loss of different ecosystems in Inner Mongolia Plateau from 2000 to 2020

张面积的5.22%，其中工矿用地扩张面积占3.62%（图7a）。沙地城乡开发建设对植被的干扰面积为527.47 km²（图7b），NPP损失达到6.26×10⁴ tC（图7c），是内蒙古高原总NPP损失的4.36%。工矿用地扩张导致的NPP损失量达到5.40×10⁴ tC，是四大沙地总NPP损失的86.26%。相反，城市用地扩张导致NPP略增加了0.07×10⁴ tC，与城市绿化有关。相比沙地原有灌丛和低矮草地，城市建成区绿地树种生物量积累能力较强，并在精细的人工管理下，使NPP显著高于扩张之前。

四大沙地的城乡建设用地扩张对植被生产力的影响差异显著，在毛乌素沙地最强，其次是呼伦贝尔沙地，浑善达克沙地和科尔沁沙地受到的负面影响较小。近20 a，毛乌素沙地城乡建设扩张面积为222.50 km²，其中工矿用地占83.03%，导致的NPP损失量为4.08×10⁴ tC。呼伦贝尔沙地和浑善达克沙地工矿用地扩张分别为44.38 km²和35.77 km²，但呼伦贝尔沙地NPP损失量是浑善达克沙地NPP损失量的1.76倍。科尔沁沙地因人工开发建设导致的NPP增加了0.20×10⁴ tC。

3 讨 论

3.1 21世纪以来内蒙古高原城乡开发建设活动持续增强

21世纪以来，内蒙古高原城乡开发建设强度不

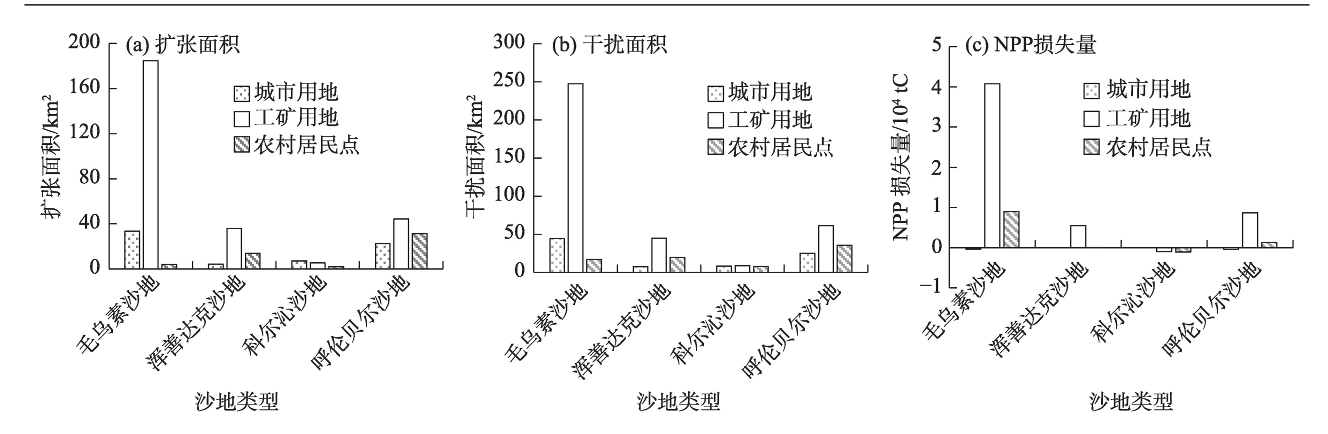


图7　2000—2020年四大沙地城乡开发建设对生态系统的影响

Fig. 7　Impacts of urban and rural construction on ecosystem in four sandy lands from 2000 to 2020

断提升，城乡开发建设面积占比由2000年的0.89%上升到2020年的1.46%，以工矿用地扩张为主。资源分布、社会经济要素和相关政策是城乡开发建设布局和变化的决定性因素[27,30]。内蒙古高原煤炭、稀土和铁矿等资源富集，采矿业的发展带动当地经济的增长[17,27,31]。同时，内蒙古高原城镇人口增幅由2000年的42.70%增加到2020年的67.48%，城市化进程中吸纳的大量外来劳动力对城市基础设施的需求增大，因此推动各类建设用地扩张。20 a间内蒙古高原GDP增加了11.30倍，其中煤炭产业的发展与全区GDP具有密切相关。2000年以来，国家相继出台了“西部大开发”“中部崛起”等区域发展战略，同时内蒙古自治区、宁夏回族自治区、河北省和甘肃省依托资源优势编制区域发展政策推动城乡开发建设。如内蒙古自治区2011年和2016年编制的“内蒙古自治区煤炭工业‘十二五’发展规划”和“内蒙古自治区能源发展‘十三五’规划”对乌海市、鄂尔多斯市、锡林郭勒盟、呼伦贝尔市和阿拉善油气田产能的加大开发建设具有重要意义。城乡开发建设下的土地利用/覆盖变化过程明显，本研究评估其对陆地生态系统结构和功能的影响，有利于深入理解内蒙古高原生态脆弱地区人类活动对生态系统功能和质量变化的驱动效应。并且，本研究在大尺度范围明晰区域人类城乡开发建设活动进程及生态系统生产力变化，对区域可持续发展、我国北方生态屏障的建设具有重要意义。

3.2　内蒙古高原城乡开发建设活动削弱了自然生态系统和农田NPP

内蒙古高原的温带草原是濒危的陆地生态系统类型，易受人类活动影响而严重退化[32]。本研究发现内蒙古高原城乡建设占用了大面积的自然和农田生态系统，与已有研究结论相近[27,30-31]。研究进一步发现城市用地和农村居民点主要占用和干扰农田生态系统，工矿用地主要影响自然生态系统。因此，应针对不同的人类城乡建设活动调整用地方案，在整体上加强北方生态屏障的生态系统功能和质量。

随着内蒙古高原人类城乡开发建设活动不断加速，脆弱生态环境、粮食产量逐渐受到严重影响，直接的体现是NPP的损失在不断增加[33-35]。人类城乡开发建设活动使区域内土地功能发生转变、景观破碎化，同时对生态系统生产力具有负效应[9-10]。近20 a，人类城乡开发建设活动扩张导致的NPP损失量达到143.51×10⁴ tC，其中工矿用地扩张导致的NPP损失占比达到67.71%，在2010年以后更加剧烈。采矿开发导致的自然生态系统NPP损失增加，而2010年以后农田生态系统NPP损失有所缓解，这可能是在《基本农田保护条例》基础上，2010—2012年内蒙古高原自治区建立基本农田数据库，把农田纳入全国农田质量等级系统有关。城市扩展一方面直接占用外围生态系统导致NPP减少并威胁区域粮食产量[33-34]，另一方面城市绿化使NPP有所增加[20]。综上所述，内蒙古高原快速城乡开发建设过程中应注意区域产草量的潜在影响，防止其对区域畜牧业发展造成负面影响。

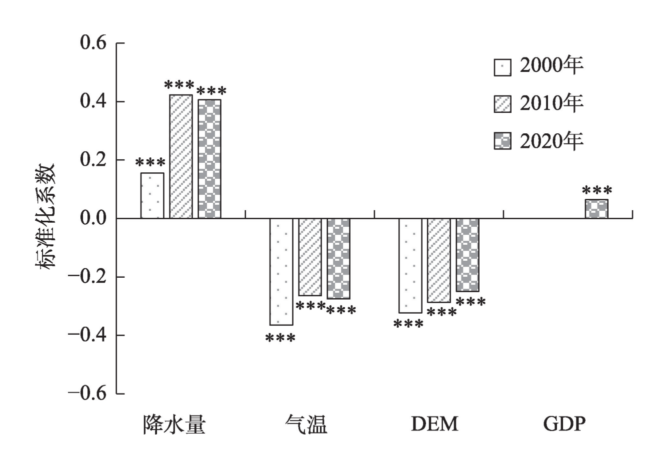
相关研究发现，至2020年四大沙地生态环境状况改善面积达到2.27×10⁴ km²，退耕还林还草等防沙治沙工程取得显著成效[36]。然而，社会经济发展导致沙地生态系统稳定性面临严重挑战[16]。为探索内蒙古高原NPP损失的驱动因子，以四大沙地为例，采用逐步回归分析发现，2000—2020年NPP受气温和高程等自然因素的影响在逐渐减弱($P<0.001$)。然而，降水量的影响逐渐增加，同时人类活

动对内蒙古高原NPP变化的影响力可能在加剧,特别是2020年GDP的影响开始增加(图8)。在内蒙古高原四大沙地范围内人类活动和自然因素的交互作用加强的结论类似[37]。此外,GDP对NPP的变化具有正面效应(P<0.001),这可能与生态环境治理工程的实施具有密切相关,体现了现有生态工程在改善区域生态系统质量和功能方面的积极作用[38-39]。虽然城乡开发建设面积远小于生态环境工程改善的沙地面积,但对区域生态系统NPP的影响不容忽视,未来需要加强内蒙古高原生态系统NPP对人类城乡建设活动的响应研究。

综上所述,本研究结果对内蒙古高原人类城乡开发建设活动监测和区域生态系统生产力影响的科学评估提供了实践意义。同时,研究结果可为城乡建设活动开发、土地利用效率和生态环境保护等相关研究提供科学依据。然而,内蒙古高原作为中国北方重要生态安全屏障、干旱/半干旱地区的组成部分,面临着城镇化持续加速、社会经济发展和生态系统退化等多重挑战,需要综合地开展生态系统生产力变化的驱动因素综合研究,以明晰制约区域可持续发展的限制因素并予以应对。

4 结 论

(1) 2000—2020年内蒙古高原城乡建设扩张面积达到7462.99 km²,扩张面积占2000年城乡开发建设总面积的67.44%,城市扩展和工矿开发强度显著提升。2000—2020年城市和农村用地主要占用农田生态系统,工矿用地主要占用草地和荒漠生态系统,典型草原受到的干扰面积最大。



注:DEM为数字高程模型;GDP为国内生产总值;***为0.001的显著性水平。

图8 内蒙古高原四大沙地NPP与影响因子间的标准化系数

Fig. 8 Standardized coefficients between NPP and influencing factors in four sandy lands of Inner Mongolia Plateau

(2) 2000—2020年内蒙古高原约2/3的NPP损失由工矿用地扩张造成,中西部地区尤为显著,2010—2020年农田NPP损失显著减少,而草地NPP损失在增加。未来应关注城乡建设(特别是工矿用地)扩展对区域粮食产量和畜牧业发展的影响,针对不同的生态系统类型,应调控城乡建设扩张的形式和规模,减小生态系统受到的干扰强度,保障北方屏障区的生态安全和生态系统稳定性。

参考文献(References)

[1] Jiang H L, Xu X, Guan M X, et al. Determining the contributions of climate change and human activities to vegetation dynamics in agro-pastural transitional zone of northern China from 2000 to 2015[J]. Science of the Total Environment, 2020, 718: 134871, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134871.

[2] Christopher B F, James T R, Carolyn M M. Global net primary production: Combining ecology and remote sensing[J]. Remote Sensing Environment, 1995, 51: 74-85.

[3] Capistrano D, Samper C, Lee M J, et al. Ecosystems and human well-being: Multiscale assessments: Findings of the sub-global assessments working group of the millenium ecosystem assessment [M]. Washington, D.C: Island Press, 2005.

[4] 傅伯杰, 于丹丹, 吕楠. 中国生物多样性与生态系统服务评估指标体系[J]. 生态学报, 2017, 37(2): 341-348. [Fu Bojie, Yu Dandan, Lü Nan. An indicator system for biodiversity and ecosystem services evaluation in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37 (2): 341-348.]

[5] 许洁, 陈惠玲, 商沙沙, 等. 2000—2014年青藏高原植被净初级生产力时空变化及对气候变化的响应[J]. 干旱区地理, 2020, 43(3): 592-601. [Xu Jie, Chen Huiling, Shang Shasha, et al. Response of net primary productivity of Tibetan Plateau vegetation to climate change based on CEVSA model[J]. Arid Land Geography, 2020, 43(3): 592-601.]

[6] Seto K C, Guneralp B, Hutyra L. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2012, 109(40): 16083-16088.

[7] Huang Q, Liu Z, He C, et al. The occupation of cropland by global urban expansion from 1992 to 2016 and its implications[J]. Environmental Research Letters, 2020, 15(8): 084037, doi: 10.1088/1748-9326/ab858c.

[8] Fu Y C, Lu X Y, Zhao Y L, et al. Assessment impacts of weather

and land use/land cover (LULC) change on urban vegetation net primary productivity (NPP): A case study in Guangzhou, China[J]. Remote Sensing, 2013, 5(8): 4125-4144.

[9] Yin X, Hens L. The influence of urbanization on vegetation carbon pools under a tele-coupling framework in China[J]. Environment Development and Sustainability, 2022, 24(3): 4046-4063.

[10] 茆杨, 蒋勇军, 张彩云, 等. 近20年来西南地区植被净初级生产力时空变化与影响因素及其对生态工程响应[J]. 生态学报, 2022, 42(7): 2878-2890. [Mao Yang, Jiang Yongjun, Zhang Caiyun, et al. Spatio-temporal changes and influencing factors of vegetation net primary productivity in southwest China in the past 20 years and its response to ecological engineering[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(7): 2878-2890.]

[11] 侯湖平, 张绍良, 丁忠义, 等. 基于植被净初级生产力的煤矿区生态损失测度研究[J]. 煤炭学报, 2012, 37(3): 445-451. [Hou Huping, Zhang Shaoliang, Ding Zhongyi, et al. Study on the measurement of ecological loss based on the net primary productivity in coal mines[J]. Journal of China Coal Society, 2012, 37(3): 445-451.]

[12] Buyantuyev A, Wu J. Urbanization alters spatiotemporal patterns of ecosystem primary production: A case study of the Phoenix Metropolitan region, USA[J]. Journal of Arid Environments, 2008, 73 (4): 512-520.

[13] Xu C, Liu M, An S, et al. Assessing the impact of urbanization on regional net primary productivity in Jiangyin County, China[J]. Journal of Environmental Management, 2007, 85(3): 597-606.

[14] 迟文峰, 白文科, 刘正佳, 等. 基于RWEQ模型的内蒙古高原土壤风蚀研究[J]. 生态环境学报, 2018, 27(6): 1024-1033. [Chi Wenfeng, Bai Wenke, Liu Zhengjia, et al. Wind erosion in Inner Mongolia Plateau using the revised wind erosion equation[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2018, 27(6): 1024-1033.]

[15] 吴晓光, 姚云峰, 迟文峰, 等. 1990—2015年内蒙古高原土壤风蚀时空差异特征[J]. 中国农业大学学报, 2020, 25(3): 117-127. [Wu Xiaoguang, Yao Yunfeng, Chi Wenfeng, et al. Spatio-temporal characteristics of soil wind erosion in Inner Mongolia Plateau from 1990 to 2015[J]. Journal of China Agricultural University, 2020, 25(3): 117-127.]

[16] Zhou D J, Zhao X, Hu H F, et al. Long-term vegetation changes in the four mega-sandy lands in Inner Mongolia, China[J]. Landscape Ecology, 2015, 30(9): 1613-1626.

[17] Zeng X, Liu Z, He C, et al. Quantifying surface coal-mining patterns to promote regional sustainability in Ordos, Inner Mongolia [J]. Sustainability, 2018, 10(4): 1135, doi: 10.3390/su10041135.

[18] 白雪莲, 季树新, 王理想, 等. 鄂尔多斯十大孔兑区植被生产力变化趋势对土地利用转移的响应[J]. 自然资源学报, 2019, 34 (6): 1186-1195. [Bai Xuelian, Ji Shuxin, Wang Lixiang, et al. Response of change trend of vegetation productivity to land use conversion in Ten Tributaries Basin of Ordos[J]. Journal of Natural Resources, 2019, 34(6): 1186-1195.]

[19] 白淑英, 吴奇, 沈渭寿, 等. 内蒙古草原矿区土地退化特征[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(2): 178-186. [Bai Shuying, Wu Qi, Shen Weishou, et al. Characteristics of land degradation in mining areas of Inner Mongolia grassland[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2016, 32(2): 178-186.]

[20] 丁美慧, 孙泽祥, 刘志锋, 等. 中国北方农牧交错带城市扩展过程对植被净初级生产力影响研究——以呼包鄂地区为例[J]. 干旱区地理, 2017, 40(3): 614-621. [Ding Meihui, Sun Zexiang, Liu Zhifeng, et al. Impacts of urban expansion on net primary productivity in the agro-pastoral ecotone in northern China: A case of Hohhot-Baotou-Ordos region[J]. Arid Land Geography, 2017, 40 (3): 614-621.]

[21] Sha Z Y, Zhong J L, Bai Y F, et al. Spatio-temporal patterns of satellite-derived grassland vegetation phenology from 1998 to 2012 in Inner Mongolia, China[J]. Journal of Arid Land, 2016, 8(3): 462-477.

[22] Liu J Y, Kuang W H, Zhang Z W, et al. Spatiotemporal characteristics, patterns, and causes of land-use changes in China since the late 1980s[J]. Journal of Geographical Sciences, 2014, 24(2): 195-210.

[23] 匡文慧, 张树文, 杜国明, 等. 2015—2020年中国土地利用变化遥感制图及时空特征分析[J]. 地理学报, 2022, 77(5): 1056-1071. [Kuang Wenhui, Zhang Shuwen, Du Guoming, et al. Remotely sensed mapping and analysis of spatio-temporal patterns of land use change across China in 2015—2020[J]. Acta Geographica Sinica, 2022, 77(5): 1056-1071.]

[24] 闫慧敏, 刘纪远, 黄河清, 等. 城市化和退耕还林草对中国耕地生产力的影响[J]. 地理学报, 2012, 67(5): 579-588. [Yan Huimin, Liu Jiyuan, Huang Heqing, et al. Impacts of cropland transformation on agricultural production under urbanization and grain for green project in China[J]. Acta Geographica Sinica, 2012, 67 (5): 579-588.]

[25] Peng S Z, Ding Y X, Liu W Z, et al. 1 km monthly temperature and precipitation dataset for China from 1901 to 2017[J]. Earth System Science Data, 2019, 11: 1931-1946.

[26] Ma Q, He C Y, Fang X N. A rapid method for quantifying landscape-scale vegetation disturbances by surface coal mining in arid and semiarid regions[J]. Landscape Ecology, 2018, 33(8): 2061-2070.

[27] Ma Q, Wu J, He C, et al. The speed, scale, and environmental and economic impacts of surface coal mining in the Mongolian Plateau [J]. Resources Conservation and Recycling, 2021, 173(3): 105730, doi: 10.1016/j.resconrec.2021.105730.

[28] Zhang C, Kuang W H, Wu J G, et al. Industrial land expansion in rural China threatens environmental securities[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2021, 15(2): 2095-2201.

[29] 高晓亮, 王志良, 刘冀伟, 等. 基于灰度特征统计的可变区域图像分割算法[J]. 光学学报, 2011, 31(1): 198-203. [Gao Xiaoliang, Wang Zhiliang, Liu Jiwei, et al. Variable domain algorithm

for image segmentation using statistical models based on intensity features[J]. Acta Optica Sinica, 2011, 31(1): 198−203.]

[30] 乌兰图雅. 蒙古高原草地利用特征及其国别差异[J]. 地理学报, 2021, 76(7): 1722−1731. [Wulan Tuya. Characteristics of grassland utilization in Mongolian Plateau and their differences among countries[J]. Acta Geographica Sinica, 2021, 76(7): 1722−1731.]

[31] 阿荣, 毕其格, 董振华. 基于MODIS/NDVI的锡林郭勒草原植被变化及其归因[J]. 资源科学, 2019, 41(7): 1374−1386. [A Rong, Bi Qige, Dong Zhenhua. Change of grassland vegetation and driving factors based on MODIS/NDVI in Xilingol, China[J]. Resources Science, 2019, 41(7): 1374−1386.]

[32] Heidenreich B. What are global temperature grasslands worth? A case for their protection[M]. Canada: West Georgia Street, Van couver, BC, 2009.

[33] Kuang W H, Liu J Y, Tian H Q, et al. Cropland redistribution to marginal lands undermines environmental sustainability[J]. National Science Review, 2022, 9(1): 66−78.

[34] He C Y, Liu Z F, Min X, et al. Urban expansion brought stress to food security in China: Evidence from decreased cropland net primary productivity[J]. Science of the Total Environment, 2017, 576 (15): 660−670.

[35] Gang C C, Zhao W, Zhao T, et al. The impacts of land conversion and management measures on the grassland net primary productivity over the Loess Plateau, northern China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 645: 827−836.

[36] 于娜, 赵媛媛, 丁国栋, 等. 基于生态足迹的中国四大沙地地区可持续评价[J]. 干旱区地理, 2018, 41(6): 1310−1320. [Yu Na, Zhao Yuanyuan, Ding Guodong, et al. Sustainability assessment in four sandy lands of China based on the ecological footprint model [J]. Arid Land Geography, 2018, 41(6): 1310−1320.]

[37] 常亚斌, 朱睿, 肖生春, 等. 1980—2015年阿拉善盟沙地面积变化及其驱动因子[J]. 中国沙漠, 2020, 40(6): 82−90. [Chang Yabin, Zhu Rui, Xiao Shengchun, et al. Sandy land change from 1980 to 2015 in Alxa League, China and its driving factors[J]. Journal of Desert Research, 2020, 40(6): 82−90.]

[38] 马永桃, 任孝宗, 胡慧芳, 等. 基于地理探测器的浑善达克沙地植被变化定量归因[J]. 中国沙漠, 2021, 41(4): 195−204. [Ma Yongtao, Ren Xiaozong, Hu Huifang, et al. Vegetation dynamics and its driving force in Otindag Sandy Land based on Geodetector [J]. Journal of Desert Research, 2021, 41(4): 195−204.]

[39] 欧阳玲, 马会瑶, 王宗明, 等. 基于遥感与地理信息数据的科尔沁沙地生态环境状况动态评价[J]. 生态学报, 2022, 42(14): 1−16. [Ouyang Ling, Ma Huiyao, Wang Zongming, et al. Dynamic evaluation of ecological environment in Horqin Sandy Land based on remote sensing and geographic information data[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(14): 1−16.]

Impacts of urban and rural construction on ecosystem productivity in Inner Mongolia Plateau from 2000 to 2020

SA Rigai[1,2], BAO Yuhai[1,2], DOU Yinyin[3], DONG Yulin[3], PAN Tao[3,4], KUANG Wenhui[3]

(1. College of Geographical Science, Inner Mongolia Normal University, Hohhot 010022, Inner Mongolia, China; 2. Inner Mongolia Key Laboratory of Remote Sensing & Geography Information System, Inner Mongolia Normal University, Hohhot 010022, Inner Mongolia, China; 3. Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, Beijing, China; 4. Qufu Normal University, Rizhao 276826, Shandong, China)

Abstract: The monitoring of human urban and rural construction activities in the Inner Mongolia Plateau, China and the scientific assessment of their impact on regional ecosystem productivity have important scientific and practical significance for the construction of the national northern ecological barrier. Based on satellite images, land use data, meteorological observation data, and auxiliary information, this study assessed the impacts of the expansion and speed of urban and rural construction on the ecosystem productivity in the Inner Mongolia Plateau from 2000 to 2020 using dynamic attitude analysis and neighborhood substitution methods. The results show that: (1) The area of urban and rural construction land (URCL) in 2020 was 18206.49 km^2, accounting for 1.46% of the total area of the Inner Mongolia Plateau. (2) In the past 20 years, the area of URCL expansion was 7462.99 km^2, of which 59.76% came from the expansion of industrial land. URCL mainly occupied natural and cultivated ecosystems, in which urban land and rural residential land mostly occupied cultivated ecosystems, while industrial land mainly occupied grassland and desert ecosystems. (3) From 2000 to 2020, the total loss of net primary productivity (NPP) caused by human urban and rural construction activities reached 143.51×10^4 tC in the Inner Mongolia Plateau. Industrial land activity is the main cause of NPP loss of natural ecosystems and increased from 60.72% in 2000—2010 to 73.91% in 2010—2020. Compared to 2000—2010, the NPP loss was alleviated in the cropland ecosystem but intensified in the grassland ecosystem in 2010—2020. (4) The NPP loss of Mu Us Sandy Land, Hulunbuir Sandy Land, Otindag Sandy Land, and Horqin Sandy Land were mainly caused by industrial land expansion. However, due to the impact of urban greening, the NPP of the ecosystem around the city increased slightly. The urban population, gross domestic product (GDP), and related policies led to the continuous expansion of URCL, which has a certain impact on ecosystem NPP. This study has an important reference value for urban and rural construction and ecological civilization construction, and ecological protection in the Inner Mongolia Plateau.

Key words: urban and rural construction; ecosystem; NPP loss; Inner Mongolia Plateau